



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences

Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique

Réponse des Sciences 2014/008

Région du Centre et de l'Arctique

## EXAMEN DES ANALYSES SUR L'ESTURGEON JAUNE POUR LE PROJET DE CENTRALE HYDROÉLECTRIQUE DE KEEYASK

### Contexte

Keeyask est un projet de centrale hydroélectrique pour le fleuve Nelson au Manitoba. Dans le cadre de l'évaluation environnementale au moyen d'une étude approfondie, Pêches et Océans Canada (MPO) doit déterminer s'il est probable que des effets environnementaux négatifs importants, après avoir tenu compte de l'atténuation, découlent de la construction et de l'exploitation de la centrale hydroélectrique de Keeyask. L'un des principaux éléments de cette décision consiste à déterminer si l'esturgeon jaune du fleuve Nelson pourra être conservé de façon adéquate.

En novembre 2006, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué les populations d'esturgeon jaune du fleuve Nelson (unité désignable [UD] 3) comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2006); on envisage maintenant l'inscription de cette espèce en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La zone où la centrale hydroélectrique de Keeyask serait construite est considérée comme importante pour le rétablissement de l'esturgeon jaune dans le fleuve Nelson.

Les promoteurs du projet de Keeyask ont proposé de nouvelles analyses de la viabilité de la population<sup>1</sup> à la suite de la publication de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). Le Programme de protection des pêches a demandé au secteur des Sciences du MPO d'examiner l'analyse proposée et d'évaluer si l'esturgeon jaune, potentiellement touché par la construction et l'exploitation de la centrale, pourrait être conservé de façon adéquate de manière à ce que son rétablissement ne soit pas menacé davantage par la centrale hydroélectrique de Keeyask.

Une réponse des Sciences est attendue au plus tard le 9 janvier 2014 afin de respecter la date d'échéance du 16 janvier 2014 pour la réponse ministérielle à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale. La présente réponse des Sciences découle du processus spécial de réponse des Sciences mené en janvier 2014 pour examiner les analyses sur l'esturgeon jaune en ce qui concerne la centrale hydroélectrique de Keeyask.

### Renseignements de base

Le secteur des Sciences du MPO a formulé un avis à l'intention du Ministère à l'aide d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'esturgeon jaune de cette UD en octobre 2009 (MPO 2010). Le fleuve Nelson a fait l'objet d'un important développement hydroélectrique, y compris une dérivation (du fleuve Churchill) et des mesures de gestion de l'eau (régularisation du lac Winnipeg), et compte cinq autres centrales hydroélectriques, en plus de celle de Keeyask. La construction de barrages hydroélectriques, qui a débuté dans les années 1960, a fragmenté la répartition de l'esturgeon jaune et isolé l'espèce dans une série de

<sup>1</sup> Réponse de Manitoba Hydro à la demande d'information du MPO datée du 19 décembre 2013 et archivée par L'Agence canadienne d'évaluation environnementale canadienne d'évaluation environnementale, y compris la pièce jointe 1 (Réponse aux questions supplémentaires, TAC, ronde publique 3) et la pièce jointe 2 (Analyse de la viabilité de la population d'esturgeons jaunes et évaluation des risques du projet de centrale hydroélectrique de Keeyask).

réservoirs, surtout entre les centrales hydroélectriques de Kettle et de Limestone (figure 1). La centrale hydroélectrique de Keeyask devrait être construite dans le segment du fleuve Nelson se situant entre les centrales hydroélectriques de Kelsey et de Kettle, dans ce qui est appelé l'unité de gestion (UG) 3.

Il a été prouvé que des barrages et des structures de régularisation situées ailleurs ont modifié le régime d'écoulement naturel et fragmenté l'habitat, ce qui s'est traduit par une dégradation ou une perte de l'habitat de l'esturgeon jaune, une perte de la diversité génétique, une baisse du succès du frai, une diminution de la disponibilité des proies et une certaine mortalité (Cleator *et al.* 2010). La construction de barrages peut mener à la disparition de populations locales d'esturgeons jaunes (Cleator *et al.* 2010) en empêchant les poissons d'accéder aux frayères et en emprisonnant les poissons entre des obstacles infranchissables. Les plus grandes structures, comme les barrages hydroélectriques, peuvent aussi entraîner la mortalité directe, causer des blessures ou réduire le taux de survie en entraînant, en piégeant et en forçant le passage des poissons vers l'aval à travers les turbines.

Les menaces les plus importantes pesant actuellement sur la survie et le rétablissement de l'esturgeon jaune dans l'UD3 sont la dégradation ou la perte de l'habitat causées par la présence de barrages et d'ouvrages de retenue ou d'autres obstacles, la mortalité, les blessures ou la réduction du taux de survie attribuables à la pêche, ainsi que la fragmentation de la population causée par la présence de barrages, d'ouvrages de retenue et d'autres obstacles (MPO 2010). La survie et le rétablissement de l'esturgeon jaune de l'UD3 sont fonction du maintien des paramètres fonctionnels de l'habitat, notamment les régimes d'écoulement écologiques nécessaires pour le frai, l'incubation des œufs, la croissance des juvéniles, l'alimentation estivale et l'hivernage ainsi que les voies migratoires entre ces habitats. La situation actuelle de l'esturgeon jaune de l'UD3 se situerait dans la zone de prudence, mais la trajectoire de la population demeure inconnue (MPO 2010).

Le Keeyask Hydro Limited Partnership (KHLP) a utilisé le récent modèle d'évaluation des risques liés à la population d'esturgeon jaune (élaboré par le MPO et basé sur une démarche démographique élaborée par Vélez-Espino et Koops [2009a; 2009b]) pour aborder les préoccupations concernant les incertitudes dans les résultats de la population. Le KHLP a indiqué que ses premiers résultats révélaient que les risques posés à la population locale d'esturgeon jaune étaient bien moindres avec le projet de Keeyask en place que dans les conditions actuelles, principalement à cause du plan d'empoissonnement proposé. La période de rétablissement et le risque de déclin sérieux sont réduits de près de la moitié par rapport à aujourd'hui. Les conclusions dépendent de l'empoissonnement des esturgeons jaunes.

Le KHLP a reconnu que, sans installations de passage du poisson vers l'aval à Keeyask, le projet divisera l'esturgeon jaune de l'UD3 en unités en aval et en amont et que ces deux unités seront affectées par le projet. Le KHLP prévoit fournir un habitat suffisant en aval et en amont pour soutenir des populations autosuffisantes d'esturgeon jaune, de construire une frayère et de maintenir les bonnes vitesses en période de frai.

## Analyse et réponse

Les populations d'esturgeon jaune du fleuve Nelson (UD3) sont en voie de disparition, surtout à cause de la surexploitation survenue par le passé, des barrages récemment construits et de la fragmentation des habitats en découlant. L'esturgeon jaune entreprend de longues migrations pour frayer; de longues distances de cours d'eau ininterrompus (de 250 à 1 000 km) sont nécessaires à l'autosuffisance des populations (Auer 1996). L'esturgeon jaune est l'une des plus

grosses espèces de poisson d'eau douce (taille du corps à la maturité), et ses exigences en matière d'habitat impliquent un très vaste habitat.

### Modélisation

Le modèle par stade biologique qui a été utilisé dans le cadre de l'analyse de la viabilité de la population et de l'évaluation du risque, pour les scénarios actuels et postérieurs au projet, a été adapté à partir du modèle du MPO élaboré pour l'évaluation du potentiel de rétablissement (Vélez-Espino et Koops 2009a; 2009b). Le modèle en cinq étapes est illustré à la figure 4 de leur document. Le logiciel RAMAS (Akçakaya et Root 2013), souvent utilisé dans la littérature scientifique sur les modèles de populations d'espèces en péril, a été utilisé dans le cadre du projet de Keeyask. Le modèle de Vélez-Espino et Koops de même que la plateforme du logiciel RAMAS sont appropriés et rigoureux sur le plan scientifique.

Différents scénarios ont été modélisés à des fins de comparaison et d'évaluation avec des données actuelles et postérieures au projet. Les divers scénarios étaient basés sur différents modèles de dispersion et d'empoissonnement ainsi que sur d'autres facteurs et hypothèses. La principale comparaison découlant de la modélisation était la viabilité de la population d'esturgeon jaune pour les périodes actuelle et postérieure au projet. La validité des résultats du modèle est entièrement fonction des paramètres et des hypothèses. Les paramètres du modèle ont été déterminés par les promoteurs en ce qui concerne la population d'esturgeon jaune de la région de Keeyask.

Les interprétations des résultats du rapport sont limitées. Les tableaux des résultats sont utiles, mais ils le seraient encore davantage s'ils contenaient des graphiques illustrant les comparaisons. Le texte actuel sur les comparaisons est vague, indiquant seulement que le « scénario A affiche un rétablissement plus rapide que le scénario B », sans décrire à quel point ou comment cela peut être comparé aux autres incertitudes. Il apparaît évident qu'un programme d'empoissonnement sur 50 ans vaut mieux qu'un programme sur 25 ans, mais est-ce que les montaisons diminuent? Par exemple, est-ce qu'un empoissonnement associé à une faible dispersion est aussi efficace qu'aucun empoissonnement associé à une forte dispersion, ou est-ce que les résultats sont plus sensibles à des hypothèses de dispersion qu'à la portée de l'empoissonnement?

À plusieurs reprises dans le document, le KHLP mentionne que la cible de rétablissement utilisée dans la modélisation est prudente et qu'elle aurait été moins élevée si les données sur la taille selon l'âge de la population avaient été utilisées. Le rapport n'explique pas clairement pourquoi. Si cela se révélait exact et si cette plus petite population minimale viable (PMV) était connue, il faudrait alors fournir le changement correspondant dans le délai de rétablissement. Cela dit, le MPO appuie les promoteurs dans l'utilisation d'un scénario plus prudent pour tenir contre des impacts du projet.

On ne sait pas vraiment si une variation du sex-ratio de 1:1 a un quelconque effet sur les résultats de la modélisation. Le sex-ratio serait modifié si la pêche d'environ 8 % qui est pratiquée visait à sélectionner des femelles ou des mâles uniquement. Les mâles arrivent généralement aux frayères avant et les quittent après les femelles, de sorte qu'ils sont plus susceptibles de faire l'objet d'un plus haut taux de récolte si les prélèvements ont lieu dans les frayères et que les mailles des filets utilisés visent à sélectionner uniformément toutes les catégories de taille de poisson. Cette dernière hypothèse est vraisemblablement incorrecte.

Lors de l'élaboration de l'évaluation du risque, la population actuelle d'esturgeon jaune du fleuve Nelson a été comparée à une population saine de la rivière Winnipeg entre les centrales hydroélectriques de Slave Falls et Pointe du Bois. Toutefois, on ne sait pas très bien si la

comparaison est valide. Est-ce que la productivité dans le fleuve Nelson est comparable à celle dudit segment de la rivière Winnipeg?

#### Dépendance à la densité

Il est possible que la croissance, la longueur selon l'âge, la fécondité, etc. changent au fil du temps en raison du nombre croissant d'individus à la suite du programme de mise en valeur des stocks. Le logiciel RAMAS utilise les méthodes suivantes pour mettre en place une dépendance à la densité :

- i. aucune dépendance à la densité (mène à une croissance exponentielle de la population);
- ii. un plafond (population essentiellement exponentielle de la population jusqu'à l'atteinte du plafond);
- iii. une compétition toujours croissante (mettre en place une dépendance à la densité inspirée du modèle de Ricker);
- iv. une compétition de combat (mettre en place une dépendance à la densité inspirée du modèle de Beverton-Holt);
- v. une fonction définie par l'utilisateur.

Le modèle du KHLP met en place l'option (iii) et tient compte de l'abondance à tous les stades lorsqu'il applique la dépendance à la densité. Cela devrait simuler en partie la dépendance à la densité au sein d'une cohorte qui semble se produire. L'inclusion des effets de la densité sur la croissance somatique nécessiterait une fonction définie par l'utilisateur s'il existait des données pour décrire cette fonction.

#### Survie au stade 1

Le modèle sera sensible à la variation de la survie au stade 1. L'accroissement de la variation de la survie du stade 1 augmenterait les risques de disparition d'une ou plusieurs sous-populations. La variation de 50 % de la survie au stade 1 est raisonnable, mais l'on estime qu'elle devrait être beaucoup plus élevée (75 %) : cela refléterait beaucoup mieux la variation affichée par les populations naturelles. La variation d'autres taux de survie est basée sur la variabilité interannuelle des taux de survie estimés d'après une étude de marquage-recapture. La variation de 50 % de la survie au stade 1 génère une variabilité interannuelle dans les valeurs lambdas qui correspondent aux estimations dérivées de l'étude de marquage-recapture. Les promoteurs n'ont pas bien expliqué ce point (voire du tout) dans leur document. L'hypothèse implicite veut que le projet (p. ex., la conversion du cours d'eau en un réservoir), après des mesures d'atténuation comme la création d'habitats et l'empoissonnement, n'ait pas d'impact négatif sur la variation d'aucun indice vital. On ignore si la variation de l'indice vital demeurera intacte, augmentera ou diminuera. La littérature scientifique comporte des éléments probants qui appuient les variations croissantes conjointement avec la mortalité croissante. Ainsi, si on s'attend à une hausse de la mortalité après le projet, il faudrait aussi s'attendre à ce que la variation augmente ce qui, à son tour, accroîtra les risques.

D'après la description des promoteurs au sujet de la structure actuelle de la population, une diminution de 25 % de la survie des larves serait trop faible puisqu'un échec du recrutement semble être la norme au sein des populations d'esturgeon jaune. Selon nos opinions d'experts, la diminution supposée de 25 % du recrutement tous les 9 ou 10 ans ne semble pas avoir un impact aussi important sur la population d'âge 0 qu'on l'aurait cru.



### Pêche

Les taux de récolte ne sont appliqués qu'aux stades 4 et 5 (adultes) dans la modélisation. Le taux utilisé est basé sur le taux actuel des pêches autochtones. En gardant le taux constant, les prises actuelles augmentent (ou diminuent) en même temps que la population augmente (ou diminue).

Le taux de récolte a été établi à environ 8 %, ce qui n'est vraisemblablement pas durable et pourrait expliquer la diminution de la population. A-t-on pensé modéliser une modification du taux de récolte? Est-ce que la pêche prendra plus d'ampleur lorsque les poissons ensemencés deviendront disponibles pour la pêche? Lorsque l'on tient compte de toutes les populations d'esturgeon jaune au Canada, ce sont celles qui ont subi les plus fortes pressions de pêche par le passé qui sont aujourd'hui les plus menacées. Les efforts d'empoisonnement pourraient engendrer une pêche à repeuplement organisé pour cette espèce qui favoriserait des taux de récolte plus élevés et se traduirait donc par des impacts plus importants sur la population naturelle. Il serait très utile de réaliser des modélisations à l'aide de différents taux de récolte afin d'étudier ces changements dans le délai de rétablissement.

L'analyse de sensibilité indique que la mortalité (modélisée comme étant la pêche) de la dérive au stade 1, mais ces poissons sont trop petits pour être pêchés.

### Délai du rétablissement

Les délais de rétablissement définis dans la modélisation sont projetés si loin dans le futur qu'il faudra compter plusieurs générations de biologistes avant que la population ne soit entièrement rétablie. Est-ce un délai raisonnable de gestion du rétablissement? Il est important que les goulots d'étranglement relatifs au recrutement et à la mortalité soient définis et atténués le plus tôt possible. L'élimination de la pêche pourrait donner des délais de rétablissement comparables à ceux projetés dans le contexte de l'empoisonnement; cette hypothèse est gérable et rentable et elle maintiendrait la population naturelle.

### Déplacement vers l'aval

Le taux de déplacement de 4,5 % utilisé par le KHLP dans le modèle est fondé sur son étude de marquage-recapture touchant de plus gros individus. Le KHLP ne possède pas de données sur le déplacement vers l'aval des esturgeons d'âge 0. Des passages du modèle ont utilisé des taux plus élevés de déplacement vers l'aval, mais les populations en amont ne se déplaçaient pas beaucoup. L'hypothèse des faibles taux de déplacement vers l'aval des esturgeons d'âge 0 est préoccupante. La littérature scientifique indique que la distance observée durant la dérive des larves d'esturgeon jaune dans les grands cours d'eau peut être considérable (elle se mesure en kilomètres). L'affirmation des promoteurs comme quoi les individus d'âge 0 se déplacent très peu ne correspond pas à ce que l'on sait sur l'écologie de cette espèce. Les larves d'esturgeon dériveront sur des dizaines à des centaines de kilomètres en aval dans les grands réseaux hydrographiques, mais une fois la dérive larvaire terminée, les individus d'âge 0 ne se déplacent presque plus. Les distances dans le tronçon en aval de Keeyask jusqu'à Birthday Rapids se situent dans la fourchette observée de dérive larvaire pour cette espèce (Auer et Baker 2002). La zone désignée comme étant l'habitat principal et contenant la plus forte densité de larves d'esturgeon jaune mesure moins de 8 km à partir de Keeyask. La création du réservoir modifiera vraisemblablement la dérive larvaire dans ce tronçon, et le passage pourrait demeurer problématique. De plus, on ne sait pas très bien pourquoi les déplacements signalés vers l'aval et l'amont varient autant, quelle était la source de données à ce sujet et pourquoi ces données diffèrent des poissons marqués d'une étiquette acoustique. Les taux de dérive larvaire et les distances peuvent être beaucoup plus importants que ne laissent entendre les promoteurs.

### Génétique

Le KHLP a utilisé des preuves génétiques pour déduire des taux de déplacement ou des distances. Il a affirmé que les études génétiques (Côté *et al.* 2011) démontraient que des populations à différents endroits du fleuve Nelson étaient distinctes, ce qui porte à croire que les larves d'esturgeon ne dériveraient pas à grande échelle vers l'aval. Les valeurs  $F_{st}$  rapportées sont extrêmement faibles pour effectuer des comparaisons dans le fleuve Nelson et entre le fleuve Nelson et la rivière Hayes. Même si ces comparaisons peuvent revêtir une certaine valeur sur le plan statistique, cela ne veut pas nécessairement dire qu'ils ont une importance écologique. Selon Welsh *et al.* (2008), des valeurs  $F_{st}$  se situant dans la fourchette de  $< 0,05$  indiquent une faible différenciation génétique (c.-à-d. une divergence). En conséquence, toutes les comparaisons effectuées dans le fleuve Nelson présentent une faible divergence. C'est également le cas pour la rivière Hayes, tandis que le fleuve Churchill affiche une divergence modérée. Cela démontre une légère différence dans le fleuve Nelson et laisse entendre qu'un déplacement a eu lieu par le passé. D'autres analyses (fréquence des allèles, comparaisons par paire) permettraient de mieux comprendre la divergence au sein des populations. On pourrait utiliser des analyses bayésiennes (logiciel STRUCTURE) pour déterminer le nombre de groupes. Il faut mieux comprendre les groupes et la divergence. Welsh *et al.* (2008) ont élaboré quelques-unes de ces analyses, et Welsh *et al.* (2010) et Schueller et Hayes (2011) ont fourni des directives quant à la génétique et à l'empoisonnement.

Si un empoisonnement est prévu et mis en œuvre, alors il faudra effectuer d'autres travaux sur la génétique afin d'élaborer un plan. Le choix des parents aux fins de l'empoisonnement doit se limiter aux mêmes unités de population, ce qui signifie qu'il pourrait être plus difficile de recueillir un stock de géniteurs. On ne sait pas vraiment si les analyses génétiques ont servi de fondement à l'affirmation voulant qu'un passage n'était pas nécessaire aux installations actuelles ou futures dans les unités de populations désignées. On ignore aussi si les résultats génétiques soutiennent un faible déplacement vers l'aval. Cela soulève une question sur l'importance du déplacement vers l'amont. Les paramètres du modèle ne concernent que le déplacement vers l'aval postérieur au projet.

### Impaction

La discussion sur l'impaction des gros esturgeons doit intégrer davantage le principe de précaution. En d'autres termes, même si les données sont incertaines ou n'ont pas encore été publiées, il est préférable de faire preuve d'un excès de prudence. Il est difficile de croire que, malgré les débits observés, si un esturgeon jaune rencontre un piège à débris il ne s'y fasse pas piéger. Il est possible que le réservoir et le bruit provenant de l'installation limitent les rencontres, mais il faut faire preuve de plus de prudence.

Les vitesses d'approche se situent généralement entre 0,97 et 1,7 m/s aux centrales actuelles du fleuve Nelson. La probabilité d'impaction est plus élevée que 0 mais inférieure à 50 %. L'esturgeon pâle et l'esturgeon à museau court peuvent tolérer des vitesses de 0,6 m/s (Kynard et Horgan 2001).

On ne sait pas vraiment pourquoi le KHLP n'a pas envisagé d'installer des grillages à ses installations. Dans un certain nombre de compétences, il s'agit là d'une pratique normale (tout comme le passage du poisson). Le risque d'impaction est plus élevé aux grillages, mais ces derniers permettent de réduire le nombre de poissons piégés lors de leur passage et les taux de mortalité élevés associés au passage des individus. Le KHLP formule plusieurs recommandations concernant ce problème d'augmentation de l'espacement entre les barreaux. Cela accroîtrait le nombre de poissons piégés à l'installation. On ignore si « culminant à une

vitesse d'environ 1,2 m aux pièges à déchets » s'applique à la réduction de l'espacement entre les barreaux ou à ce que devrait être la vitesse dans la modélisation. Si le KHLP avait conçu une plus grande prise d'eau appropriée à un plus petit espacement entre les barreaux, ou même à des grillages, le risque d'impaction demeurerait faible, le nombre de passages serait moindre et la mortalité directe en découlant serait moins élevée.

### Modélisation des scénarios d'empoissonnement

Les résultats du modèle postérieur au projet sont basés sur divers scénarios d'empoissonnement. Une hypothèse implicite du modèle veut que les poissons ensemencés affichent un taux de survie, une mortalité et une maturité similaires à ceux des poissons sauvages et qu'ils se comportent de la même manière. La littérature scientifique, même si elle concerne souvent d'autres espèces (p. ex., les salmonidés), ne soutient pas cette hypothèse. Les poissons ensemencés ont souvent un mauvais rendement lorsqu'ils sont introduits dans un nouvel environnement comparativement aux poissons qui se sont adaptés à cette région. Si les poissons ensemencés affichent réellement un faible taux de survie, alors dans le modèle cela équivaut à un empoissonnement de moins grande envergure. Le nombre réel de poissons ensemencés correspond au nombre réel de poissons ensemencés moins le nombre de poissons morts (en raison du faible taux de survie). Le modèle pourrait servir à déterminer à quel point l'empoissonnement doit être efficace afin que le projet n'ait aucun impact sur la croissance de la population (c.-à-d. le nombre de poissons nécessaires pour compenser les effets du projet). Cette démarche ne tient pas compte des possibles effets nocifs d'un plus grand nombre de poissons ensemencés sur les poissons sauvages en ce qui concerne les effets de la dépendance à la densité.

Il n'y a pas de discussion sur l'incertitude entourant l'efficacité de l'empoissonnement. Existe-t-il un risque de mortalité accrue parmi les poissons ensemencés? Est-ce que l'empoissonnement proposé est faisable? Les résultats du modèle dépendent trop de l'empoissonnement; que cela fonctionne ou non, il aurait fallu en discuter. La source des taux de mise en charge doit aussi être expliquée en détail.

La hausse prévue des populations d'esturgeon jaune après le projet est attribuable à un important effort de mise en valeur des stocks. Le succès et l'efficacité de l'aménagement des stocks de poisson ont longuement été remis en question et discutés; au meilleur des connaissances du secteur des Sciences du MPO, les preuves d'effets génétiques et écologiques positifs sur les stocks actuels de poissons découlant des programmes d'aménagement des stocks sont limitées, tandis qu'un grand nombre d'études révèlent des effets neutres ou nocifs. C'est un problème critique en ce qui concerne le plan du KHLP. Le faible recrutement naturel et la faible abondance des adultes seront accentués par la construction d'une nouvelle installation, et les poissons ensemencés domineront rapidement la population. La génétique de la population subsistante sera touchée, et les résultats écologiques qui en découleront sont incertains (différences dans le déplacement, fidélité aux frayères, etc.). Le secteur des Sciences du MPO craint que les risques et les avantages associés à l'ensemencement ne fassent pas l'objet d'une évaluation exhaustive.

Si l'empoissonnement est envisagé, il doit respecter la méthode utilisée par Holtgren *et al.* (2007). « Les écloseries riveraines facilitent l'élevage des larves d'esturgeon capturées à l'état sauvage dans leurs eaux natales. Cette méthode d'élevage permet d'utiliser une technique rentable pour de petits groupes de larves, intègre des éléments de la conservation de la génétique et tient compte des préoccupations concernant le comportement inné et la fidélité aux frayères. » Mann et Holtgren (2011) soutiennent cette approche.



L'incidence de l'empoisonnement doit être prise en compte dans le contexte de l'intégrité génétique des populations d'esturgeon jaune de l'UD3 en ce qui a trait à l'interprétation de la *Loi sur les espèces en péril* et du COSEPAC au sujet des espèces sauvages indigènes et des unités désignables. Il est important de s'assurer que les stocks de géniteurs, les œufs fécondés ou les larves de poisson proviennent du même stock génétique.

#### Compensation de la perte de l'habitat

Les plans de compensation de la perte de l'habitat (création d'un habitat de frai) n'ont pas été testés. Le modèle ne suppose qu'une légère réduction de la production lorsque l'habitat devient entièrement fonctionnel. Cela semble trop optimiste. La création d'un habitat ne signifie pas qu'il sera utilisé, et ce qui importe, c'est la productivité des habitats disponibles. Dans des conditions idéales, il est probable que seule une petite partie de la frayère soit nécessaire, mais on connaît mal les exigences de l'esturgeon jaune en matière de frai. Il faudrait donc utiliser un ratio minimal de 2:1 en ce qui concerne l'estimation de l'exigence relative à la création d'un habitat. On ne sait pas vraiment si le KHLF a entrepris un examen approfondi des risques potentiels liés à la mise en valeur des stocks. Dans la négative, il devrait le faire.

### Conclusions

Le modèle utilisé est approprié. Si les hypothèses concernant la biologie de l'esturgeon jaune et son empoisonnement utilisées dans le modèle sont correctes ou approximativement correctes, alors le MPO devrait avoir autant confiance dans ses résultats que l'on a confiance dans les modèles que l'on élabore et utilise. Cependant, le secteur des Sciences du MPO est préoccupé par les divers paramètres de la population choisis pour le modèle de Keeyask. Plus précisément, si l'un des énoncés suivants est vrai, le rétablissement de l'esturgeon jaune pourrait être exposé à un risque plus élevé que ne le laisse entendre ce rapport :

- un déplacement vers l'aval des individus d'âge 0 plus important que dans la modélisation, surtout parce qu'aucun déplacement vers l'amont ne sera possible après le projet;
- les changements postérieurs au projet dans les indices vitaux ou la variabilité des indices vitaux, surtout la survie ou la croissance réduite, la variance accrue, ou l'augmentation des risques/de l'occurrence de l'échec du recrutement;
- si l'empoisonnement est moins efficace que prévu ou qu'on observe des effets nocifs non prévus attribuables à l'empoisonnement, puisque tous les scénarios postérieurs au projet impliquent un empoisonnement.

Le secteur des Sciences du MPO se dit aussi préoccupé par les preuves génétiques pour déduire les taux de déplacement. Il faut faire preuve de prudence au moment de déduire de faibles taux de déplacement sans consulter de manière approfondie la littérature.

Les résultats du modèle postérieur au projet affichant des abondances accrues d'esturgeon jaune sont fonction d'un important effort de mise en valeur des stocks au moyen d'un programme d'ensemencement. Les paramètres du modèle semblent reposer sur l'hypothèse que les poissons ensemencés se comporteront et survivront de manière similaire aux esturgeons indigènes. La littérature scientifique, même si elle concerne souvent d'autres espèces (p. ex., les salmonidés), ne soutient pas cette hypothèse. Les poissons ensemencés affichent souvent un mauvais rendement lorsqu'ils sont introduits dans un nouvel environnement comparativement aux poissons qui se sont adaptés à cette région. Le secteur des Sciences est inquiet à l'égard de la nécessité de l'empoisonnement pour atténuer les impacts du projet.



Les plans de compensation de la perte de l'habitat (création d'un habitat de frai) n'ont pas été testés. Le modèle ne suppose qu'une légère réduction de la production lorsque l'habitat devient entièrement fonctionnel. Cela semble trop optimiste.

Pour ces raisons, les résultats du modèle pour les scénarios postérieurs au projet sont incertains et vraisemblablement trop optimistes.

### Collaborateurs

Marten Koops, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Kathleen Martin, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Tom Pratt, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Bob Randall, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Doug Watkinson, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Jennifer Young, MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

### Approuvé par

Michelle Wheatley, Directeur des Sciences, Région du Centre et de l'Arctique

Gavin Christie, Gestionnaire de division, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques

Patricia Ramlal, Gestionnaire de division, Sciences de l'environnement

Approuvé le 14 janvier 2014

### Sources de renseignements

La présente réponse des Sciences découle du processus spécial de réponse des Sciences mené en janvier 2014 pour examiner les analyses sur l'esturgeon jaune en ce qui concerne la centrale hydroélectrique de Keeyask.

Akçakaya, H.R., and Root, W.T. 2007. RAMAS Red List Professional: Spatial and Temporal Data Analysis for Threatened Species Classifications Under Uncertainty. Applied Biomathematics, Setauket, New York.

Auer, N. A. 1996. Response of spawning lake sturgeon to change in hydroelectric facility operation. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125: 66-77.

Auer, N.A., and Baker, E.A. 2002. Duration and drift of larval lake sturgeon in the Sturgeon River, Michigan. *J. Appl. Ichthyol.* 18: 557-564.

Cleator, H., Martin, K.A., Pratt, T.C., and Macdonald, D. 2010. Information relevant to a recovery potential assessment of Lake Sturgeon: Nelson River populations (DU3). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/082. vi + 32 p.

COSEPAC 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) au Canada - Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 124 p.

- 
- Côté, G., Nelson, P.A., and Bernatchez, L. 2011. Final Report on Population Genetics of Lake Sturgeon from the Churchill, Nelson, and Hayes Rivers. Conawapa project Environmental Studies Program Report # 08-08. 67 p.
- Holtgren, J.M., Ogren, S.A., Paquet, A.J., and Fajfer, S. 2007. Design of a Portable Streamside Rearing Facility for Lake Sturgeon, N. Am. J. Aquacult. 69: 317-323. doi:10.1577/A06-013.1
- Kynard, B., and Horgan, M. 2001. Guidance of Yearling Shortnose and Pallid Sturgeon Using Vertical Bar Rack and Louver Arrays. N. Am. J. Fish. Manag. 21: 561-570. Doi:10.1577/1548-8675(2001)021<0561:GOYSAP>2.0.CO;2
- Mann, K.A., Holtgren, J.M., Auer, N.A., and Ogren, S.A. 2011. Comparing Size, Movement, and Habitat Selection of Wild and Streamside-Reared Lake Sturgeon. N. Am. J. Fish. Manage. 31: 305-314. doi:10.1080/02755947.2011.576199
- MPO. 2010. Évaluation du potentiel de rétablissement de l'esturgeon jaune : Populations de l'ouest du fleuve Nelson (unité désignable 3). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/050.
- Schueller, A.M., and Hayes, D.B. 2011. Inbreeding and Allele Retention for Lake Sturgeon Populations under Different Supplementation Strategies. N. Am. J. Fish. Manage. 31: 1133-1145, doi:10.1080/02755947.2011.646451
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009a. Quantifying allowable harm in species at risk: Application to the Laurentina Black Redhorse (*Moxostoma duquensnei*). Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 19: 676-688.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009b. Recovery potential assessment for Lake Sturgeon in Canadian designatable units. N. Am. J. Fish. Manage. 29: 1065-1090.
- Welsh, A., Hill, T., Quinlan, H., Robinson, C., and May, B. 2008. Genetic Assessment of Lake Sturgeon Population Structure in the Laurentian Great Lakes, N. Am. J. Fish. Manag. 28:2, 572-591. doi:10.1577/M06-184.1
- Welsh, A.B., Elliott, R.F., Scribner, K.T., Quinlan, H.R., Baker, E.A., Eggold, B.T., Holtgren, J.M., Krueger, C.C., and May, B. 2010. Genetic guidelines for the stocking of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Great Lakes basin. Great Lakes Fish. Comm. Misc. Publ. 2010-01.

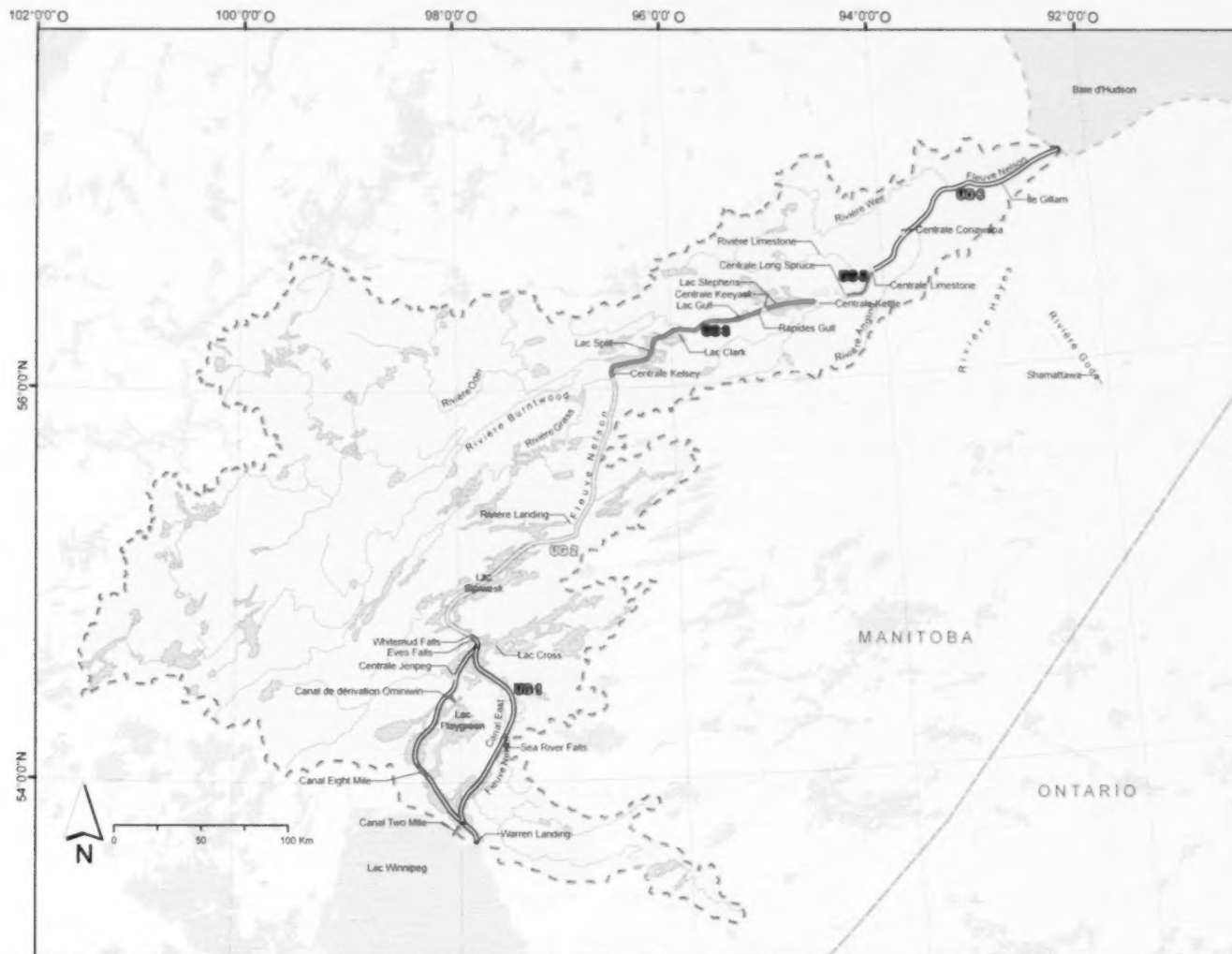


Figure 1. Carte de l'UD3 illustrant les emplacements des unités de gestion (UG) et des centrales hydroélectriques sur le fleuve Nelson (tiré de MPO 2010), y compris la centrale hydroélectrique de Keeyask dans l'UG3.



**Le présent rapport est disponible auprès du :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région du Centre et de l'Arctique  
Pêches et Océans Canada  
501, University Crescent  
Winnipeg, Manitoba  
R3T 2N6

Téléphone : (204) 983-5131

Courriel : [xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca](mailto:xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca)

Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/)

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2014. Examen des analyses sur l'esturgeon jaune pour le projet de centrale  
hydroélectrique de Keeyask. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/008.

*Also available in English:*

DFO. 2014. *Review of Lake Sturgeon analyses for the proposed Keeyask Generating Station.*  
DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2014/008.